©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 24: 265–276. Göttingen 2004.

Vegetationsveränderung eines Grünlandgebietes an der Elbe unter Berücksichtigung einer Nutzungsänderung zwischen 1976 und 1999 und der Auswirkung des extremen Sommerhochwassers 2002

– Bernd Redecker –

Zusammenfassung

Die Veränderung der Vegetation eines überwiegend als Grünland genutzten Überflutungsgebietes der Elbe wird anhand von vier Vegetationskartierungen (1976, 1984, 1999, 2003) und sechs Dauerflächen beschrieben und diskutiert. Dabei wird im Besonderen auf die Änderung der Grünlandnutzung zwischen 1976 und 1999 und die Auswirkungen des extremen Sommerhochwassers im Jahre 2002 eingegangen.

Einerseits lässt sich feststellen, dass eine Umstellung von Beweidung auf Mahd weitreichendere Folgen hatte, als die langanhaltende Überflutungsperiode im Sommer 2003. Andererseits ist die Überflutungsdauer einer der wichtigsten abiotischen Standortsfaktoren für die Differenzierung des Auengrünlandes. Dies schlägt sich im untersuchten Gebiet vor allem in dem Ausfall überflutungsempfindlicher Arten nieder. Da diese weitgehend auf die Phytozönosen der am höchsten gelegenen Bereiche beschränkt sind, kommt es hier zu einer deutlichen Verarmung der Bestände. In den tiefer gelegenen Bereichen nehmen Flutrasen-Arten und Arten zu, die auf offene Böden angewiesen sind.

Die für den Naturschutz wertvollen Brenndolden-Wiesen (*Cnidio-Deschampsietum cespitosae*) bleiben im Gebiet erhalten. Sie werden durch die Nutzungsumstellung auf eine zweischürige Mahd gefördert. Dabei verändert sich die Lage der Brenndolden-Wiesen von Jahr zu Jahr. Eine großflächige Ausweisung von Schutzgebieten, die dieser natürlichen Fluktuation Raum lassen, ist für die Erhaltung gebietsspezifischer Sippen und Phytozönosen zwingend erforderlich.

Abstract: Changes of the vegetation of a grassland area in the Elbe valley with respect to a change of land use between 1976 and 1999 and the impact of the extreme summer flooding in 2002

Vegetation change in a grassland area in the floodplains of the River Elbe is demonstrated and discussed on the basis of a comparison of vegetation mapping repeated in four different years (1976, 1984, 1999, 2003) and six permanent vegetation plots. Special emphasis is placed on a change in land use between 1976 and 1999 and the impact of the extreme summer flooding in 2002.

On the one hand it could be determined that a change in land use from pasture to mowing has a greater impact on the grassland of the River Elbe than a prolonged summer flood. On the other hand the duration of inundation is one of the most important abiotic site factors for the differentiation of floodplain grasslands. This is reflected in the disappearance of species more or less sensitive to flooding after the summer floods of 2002. Because these latter species are mostly restricted to higher-lying ground, typical plant communities of the flooded areas are considerably poorer in species numbers. In lower-lying areas species of periodically flooded grassland and species of open ground increase in species number and cover.The snow-parsley meadows (*Cnidio-Deschampsietum cespitosae*) of the area, which are of great value for nature conservation, have remained intact. They have benefitted from the change from grazing to mowing.

As a result, the location of the snow-parsley meadows shifts from year to year. The large-scale designation of protected areas that allow for natural processes of water table fluctuation is urgently required for maintenance of localised taxa and phytocoenoses.

Keywords: *Cnidion dubii,* floodplain meadows, Elbe, summer flooding, vegetation dynamics.

1. Einleitung und Fragestellung

Die Erhaltung der Brenndolden-Wiesen (*Cnidio-Deschampsietum cespitosae*) ist eines der wichtigsten Naturschutzziele in der Elbtalaue. Genaue Kenntnisse über die Ökologie und die Standortsansprüche bilden dafür eine essentielle Grundlage.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Nach den Arbeiten von Hundt (1958), BALÁTOVÁ-TULACKOVÁ (1965, 1967, 1968) und Walther (1977) zur Vegetationszusammensetzung und Ökologie der Stromtal-Wiesen wandte sich erst in den 90er Jahre des 20. Jahrhunderts wieder eine Reihe von Autoren und Autorinnen diesem Vegetationstyp zu. Die Aspekte Synsystematik und Syntaxonomie (BURKART 1998), Naturschutz (REDECKER 2001a, 2001b), Hydrologie und Hydrodynamik (LEYER 2002), Ausbreitungsbiologie (HÖLZEL & OTTE 2001) und landwirtschaftliche Nutzbarkeit (FRANKE 2003) wurden dabei eingehend beleuchtet.

Stromtäler sind von regelmäßigen Naturkatastrophen geprägt. Winterhochwässer treten in der Regel in jedem Jahr auf. An der Elbe kommt im Sommer statistisch in jedem dritten Jahr ein weiteres, meist kleineres Hochwasser hinzu. Das stellt an die Anpassungsfähigkeit der Vegetation hohe Ansprüche. Die Pflanzen müssen in der Lage sein, Überstauungsphasen zu überdauern oder die Flächen nach dem Ablaufen des Wassers wieder schnell zu besiedeln. Im besonderen Maße gilt dieses für Extremereignisse wie das „Jahrhundert-Hochwasser" der Elbe im August/September 2002. Für die Untersuchung der Auswirkungen dieses Hochwasserereignisses auf die Vegetation bot sich das Deichvorland rund um den Elbarm „Radegaster Haken" an. Für dieses Gebiet lagen umfangreiche Daten über die Situation vor dem Hochwasser vor (WALTHER 1976, HAASE 1984, REDECKER 2001a, FRANKE 2003).

Das Grünland des Untersuchungsgebietes zählt zum artenreichsten der niedersächsischen Elbtalaue. Es ist besonders reich an bundesweit bzw. landesweit gefährdeten Pflanzensippen. Hier sind vor allem *Campanula patula, Carex praecox, C. vulpina, Cerastium dubium, Cnidium dubium, Eleocharis uniglumis, Gratiola officinalis, Inula brittannica, Lathyrus palustris, Sanguisorba officinalis, Senecio aquaticus* und *Thalictrum flavum* zu nennen.

Die gute Datengrundlage über die Vegetationszusammensetzung vor 2002 ermöglichen ein Betrachtung der Vegetationsveränderungen nach dem Extremhochwasser. Da die Arbeit von WALTHER (1976) den Zustand vor der Ausweisung als Naturschutzgebiet und den daraus resultierenden Nutzungsänderungen dokumentiert, lässt sich zudem die Auswirkung der Nutzungsänderungen auf die Vegetation bewerten.

2. Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiet

Naturräumlich ist das Untersuchungsgebiet der „Unteren Mittelelbe-Niederung" zuzurechnen. Es ist Teil des Naturschutzgebietes „Elbvorland bei Bleckede mit Vitico". Es befindet sich im Elbvorland oberhalb der Ortschaft Radegast (linkselbisch, Stromkilometer 553 bis 559) (siehe Abb. 1) und liegt damit im nördlichsten Abschnitt des UNESCO Biosphärenreservates „Flusslandschaft Elbe"

Das Gebiet umfasst rund 185 Hektar, von denen im Jahre 2003 120 ha als Grünland genutzt wurden. Der größte Teil der Restfläche entfällt auf Röhrichte und Rieder und auf die Wasserflächen des Elbaltarmes, der sich weit ins Vorland hinein erstreckt. In einem höheren Bereich befindet sich ein Schäferhof.

Die Hydrologie des Untersuchungsgebietes wird maßgeblich durch die Elbe bestimmt. Die höchsten Abflüsse treten im Frühjahr mit der Schneeschmelze in den Mittelgebirgen auf. Aber auch im Sommer kann es nach Starkregenereignissen zu Hochständen kommen. Nach drei Sommerhochwässern in den Jahren 1995 bis 1997 blieben diese in den für die Untersuchungen von FRANKE (2003) und REDECKER (2001a) maßgeblichen Sommern 1998 und 1999 aus. Während des „Jahrhundert-Hochwassers" im August und September 2002 war das Gebiet über einen Zeitraum von 22 Tagen vollständig überflutet. Die am tiefsten gelegenen, als Grünland genutzten Bereiche standen sogar 31 Tage unter Wasser. Die maximalen Wasserstände lagen zwischen 2,5 und 4 Metern über Flur. Bereits gut drei Monate später, Ende Dezember 2002, setzte ein starkes Winterhochwasser ein. Während eines durchschnittlichen Winterhochwassers sind die als Grünland genutzten Bereiche des Untersuchungsgebietes zwischen 12 und 150 Tagen überflutet (BAW 1999).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

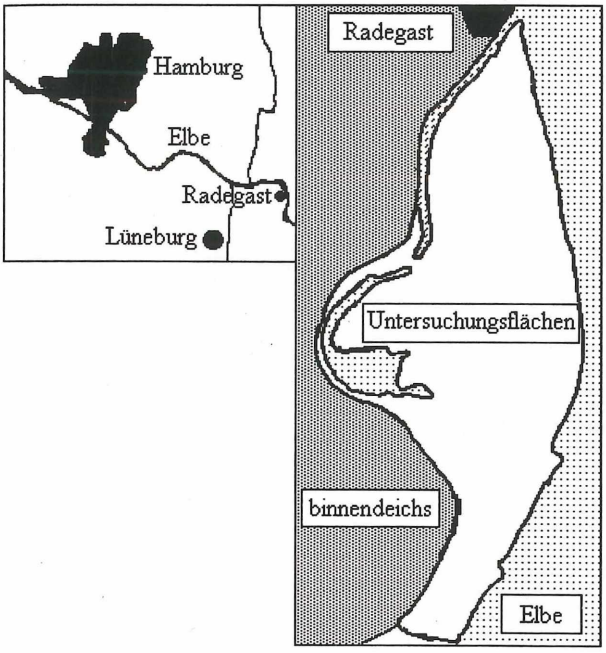


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes Radegaster Haken.

Die Böden des Untersuchungsgebietes zeichnen sich durch einen kleinräumigen Wechsel aus. Stark abhängig vom Relief treten in tieferen Bereich Gleyböden mit schluffigem Ton bis tonigem Lehm auf, während in höheren Lagen lehmige und tonige Sande überwiegen. Hier ist vor allem der Bodentyp Vega anzutreffen.

2.2. Untersuchungsmethoden

Basierend auf der Typisierung von REDECKER (2001a) wurde in mehreren Begehungen im Juni 2003 eine Kartierung der Grünlandgesellschaften im Maßstab 1:5.000 vorgenommen. Die resultierende Vegetationskarte wurde mit den aus den Jahren 1976, 1984 und 1999 als GIS-Karten vorliegenden Erhebungen verglichen. Dabei wurde der Flächenanteil der Phytozönosen am Gesamtgrünland mittels einer Planimetrierung festgestellt. Aufgrund der gleichen Datengrundlage wurde ermittelt, wie sich die Vegetation auf den Flächen mit Brenndolden-Wiesen zwischen den Kartierungen entwickelte. Es wurde betrachtet, welche Phytozönosen in den Folgekartierungen im Bereich der ehemaligen Brenndolden-Wiesen wuchsen bzw. aus welchen Vegetationstypen neue Bestände hervorgegangen waren.
Zudem wurden auf sechs 25 m² großen Dauerflächen Vegetationsaufnahmen angefertigt und mit den Aufnahmen der Kartierungen von 1998 und 1999 (FRANKE 2003) verglichen.
Die pflanzensoziologische Methodik folgt DIERSSEN (1990). Die Deckungsangaben der Vegetationsaufnahmen von FRANKE (2003) aus den Jahren 1998 und 1999 wurden dabei auf die von DIERSSEN vorgeschlagene Skala umgerechnet. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten richtet sich nach den Listen von GARVE & LETSCHERT (1990).

3. Ergebnisse

Im Grünland des Untersuchungsgebietes wurden bei den vier Vegetationskartierungen insgesamt 11 Vegetationstypen angetroffen, deren synsystematische Einordnung der folgenden Übersicht zu entnehmen ist:

Agrostietea stoloniferae Müller et Görs in Görs 1968
Agrostietalia stoloniferae Oberd. 1967
Potentillion anserinae Tx. 1947
1. *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* Tx. 1937
2. *Elymus repens*-Gesellschaft

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Phragmito-Magnocaricetea Klika in Klika et Novak 1941
Phragmitetalia Koch 1926
Phragmition Koch 1926
3. *Glycerietum maximae* Hueck 1931
Caricion elatae Koch 1926
4. *Caricetum vulpinae* Soó 1927
5. *Phalaridetum arundinaceae* Libbert 1931
Molinio-Arrhenatheretea Tx. 1937
Molinietalia caeruleae Koch 1926
Cnidion dubii Bal.-Tul.1966
6. *Cnidio-Deschampsietum cespitosae* Hundt ex Pass. 1960
Arrhenatheretalia Pawl. 1928
7. *Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft
Arrhenatherion elatioris W. Koch 1926
8. *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. 1915
9. *Chrysanthemo-Rumicetum* Walther ap. Tx. 1955 ex Walther 1977
Cynosurion cristati Tx. 1947
10. *Cynosuro-Lolietum perenne* Br.-Bl. & De Leeuw 1936
Koelerio-Corynephoretea Klika in Klika et Nowak 1941
Trifolio arvensis-Festucetalia ovinae Moravec 1967
Plantagini-Festucion brevipilae Pass. 1964
11. *Diantho deltoides-Armerietum elongatae* Pötsch 1962

3.1. Vergleich der Vegetationskartierungen 1976, 1984, 1999 und 2003

3.1.1. Vegetationskartierung 1976

1976 wurden große Teile des Untersuchungsgebietes von Knickfuchsschwanz-Flutrasen eingenommen (siehe Tab. 1). An zweiter Stelle steht eine Vegetationseinheit, in der WALTHER (1976: 11) das *Cynosuro-Lolietum* und das *Chrysanthemo-Rumicetum* zusammenfasst. Hydrologisch an ein ähnliches Überflutungsregime angepasst (REDECKER 2001a)

Tabelle 1: Flächenanteile, Zu- und Abnahmen der Vegetationstypen

Vegetationstypen	**1976**	**1984**		**1999**		**2003**	
Cnidio-Deschampsietum	10,9 ha	6,1 ha	-	13,5 ha	+	11,4 ha	-
Ranunculo-Alopecuretum geniculati	77,3 ha	67,9 ha	-	1,3 ha	-	1,3 ha	=
Elymus repens-Gesellschaft	/	/		1,0 ha	+	1,5 ha	+
Cynosuro-Lolietum	56,7 ha	46,8 ha	-	8,4 ha	=	6,6 ha	-
Chrysanthemo-Rumicetum				38,5 ha		34,1 ha	-
Ran. repens- Alop. pratensis-Ges.	/	/		27,9 ha	+	36,6 ha	+
Phalaridetum	/	14,4 ha	+	27,3 ha	+	28,3 ha	+
Arrhenatheretum	/	/		1,7 ha	+	/	-
Caricetum vulpinae	/	/		0,2 ha	+	0,2 ha	=
Glycerietum maximae	/	/		0,2 ha	+	0,2 ha	=
Diantho-Armerietum	0,5 ha	2,8 ha	+	/	-	/	
Summe Grünland	**145,4 ha**	**138,0 ha**	-	**120,0 ha**	-	**120,2 ha**	=
Röhrichte und Rieder	24,3 ha	32,2 ha	+	47,1 ha	+	47,1 ha	=
Wälder und Gebüsche	0,6 ha	/		3,5 ha	+	3,5 ha	=
Acker	4,3 ha	4,8 ha	+	/	-	/	
Wasserfläche	10,9 ha	10,6 ha		11,0 ha		11,0 ha	
Siedlungsfläche	/	/		3,7 ha		3,7 ha	
Summe	**185,6 ha**	**185,6 ha**		**185,3 ha**		**185,5 ha**	

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

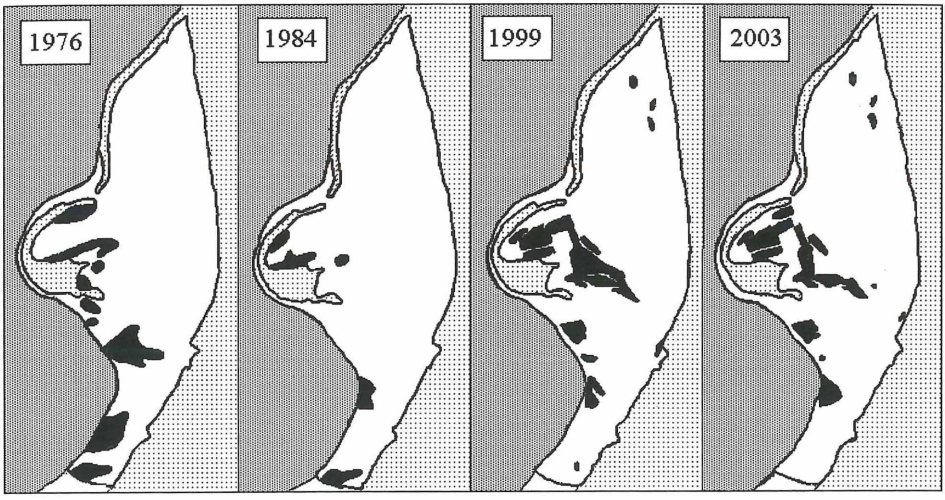


Abb. 2: Vorkommen des *Cnidio-Deschampsietum* in den Jahren 1976–2003.

bildet die Nutzung – Mahd oder Beweidung – den differenzierenden Standortfaktor zwischen diesen Gesellschaften. Da WALTHER das Gebiet als überwiegend intensiv beweidet beschreibt, ist anzunehmen, dass das *Cynosuro-Lolietum* den größeren Anteil des mesophilen Grünlandes einnahm.
Auf insgesamt 10,9 ha konnte WALTHER Brenndolden-Wiesen nachweisen. Neben drei größeren Flächen im Süden des Untersuchungsgebietes traten diese vor allem im direkten Uferbereich des Altwasser Hakens auf (siehe Abb. 2).
Zu den 1976 als Grünland bewirtschafteten Flächen kam ein kleiner Acker hinzu. Röhrichte und ungenutzte Rieder waren nur an wenigen Gewässerufern zu finden.

3.1.2. Vegetationskartierung 1984

1984 hatte sich die Grünlandfläche leicht verringert. Der Anteil der Röhrichte und Rieder an der Gesamtfläche hatte um knapp 5% zugenommen. Immer noch nahmen Knickfuchsschwanz-Flutrasen, bei etwas geringerer Fläche, den größten Teil des Grünlandes ein. An feuchten Standorten traten 1984 gemähte Rohrglanzgras-Bestände hinzu, die bei WALTHER (1976) fehlen. Sie kompensieren zum Teil die Flächenverluste des Knickfuchsschwanz-Flutrasens.

Auch beim *Cynosuro-Lolietum* und beim *Chrysanthemo-Rumicetum*, die wiederum nicht differenziert wurden (Haase 1984: 17f.), war ein Flächenverlust zu verzeichnen. An Fläche zugenommen hatte hingegen das 1976 nur sehr kleinflächig entwickelte *Diantho-Armerietum*. HAASE (1984: 1) erwähnt in diesem Zusammenhang eine generelle Vegetationsverschiebung zum Trockenen hin, was sie mit dem Ausbleiben der Sommerhochwässer begründet.
Eine dramatische Abnahme um fast die Hälfte der Fläche war für das *Cnidio-Deschampsietum* zu verzeichnen (siehe Abb. 2). Nur noch 6,1 ha konnten diesem Vegetationstyp zugeordnet werden. Dabei steht einem Flächenverlust von 9,8 ha ein Flächengewinn von 4,9 ha gegenüber (siehe Abb. 3). Die meisten der im Kontakt zu den Wasserflächen des Hakens gelegenen Brenndolden-Wiesen hatten sich in Röhrichte und Rieder umgewandelt oder waren zu Gunsten von Flutrasen- und Grünlandgesellschaften verschwunden.

3.1.3. Vegetationskartierung 1999

Die bewirtschafteten Flächen wurden 1999 zu mehr als 90% als zweischürige Mähwiese genutzt. Ein Teil der Flächen wurde aufgrund von Naturschutzverträgen erst nach dem

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

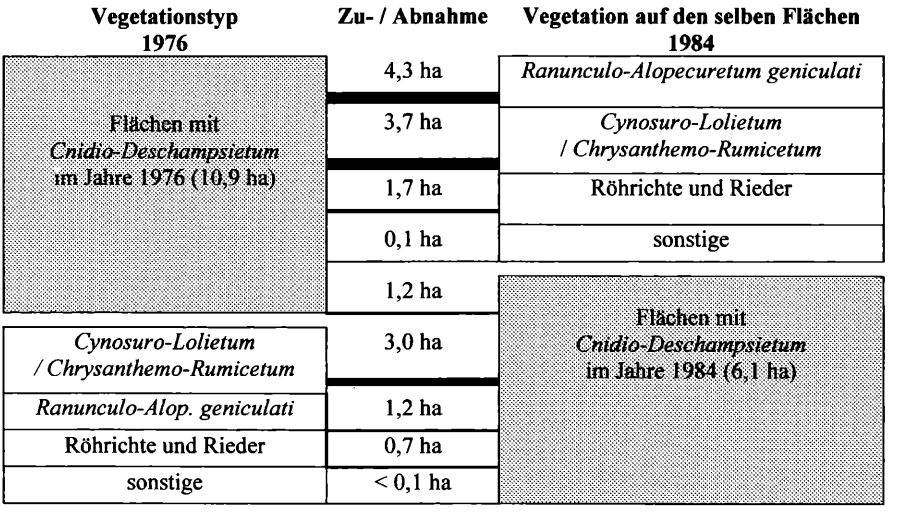


Abb. 3: Vegetationsveränderung auf den Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* zwischen 1976 und 1984.

15. Juni gemäht. Dabei war die bewirtschaftete Grünlandfläche gegenüber 1976 um fast 20% zurückgegangen. Der Rückgang ist vor allem auf die Ausbreitung von Röhrichten und Riedern an den Ufern zurückzuführen.

Innerhalb des Grünlandes kam es zu grundlegenden Vegetationsverschiebungen. Das früher dominierende *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* war fast vollständig verschwunden und wuchs nur noch in Flutrinnen und Mulden. In Abhängigkeit von der Topografie trat ein Mosaik von artenreichen Straußampfer-Margeriten- und Brenndolden-Wiesen auf. Auch artenarme Wiesenfuchsschwanz-Wiesen und gemähte Rohrglanzgras-Röhrichte hatten die Flutrasen ersetzt. Mit einem sehr geringen Flächenanteil kamen Quecken-dominierte Flutrasen hinzu. Noch kleinflächiger waren das *Caricetum vulpinae* und das *Glycerietum maximae* vertreten. Möglicherweise wurden die beiden letzten Gesellschaften in den Jahren 1976 und 1984 übersehen. Feuchtweiden, wie sie WALTHER (1976: 11) beschrieb, fehlten ganz.
Das *Diantho-Armerietum*, welches 1984 an eine Ackerfläche grenzte, war vollständig verschwunden. Trockenrasen und die inzwischen in Grünland umgewandelten Ackerflächen wurden nun vor allem von einer Glatthafer-Wiese eingenommen.
Die Flächengröße der Brenndolden-Wiesen hatte sich zwischen 1984 und 1999 verdoppelt. Allerdings ist eine geringe Flächenkontinuität festzustellen (siehe Abb. 4). Im Süden des Gebiets waren die beiden 1984 angetroffenen Brenndolden-Wiesen stark zusammengeschrumpft. Hier dehnten sich nun artenarme Wiesenfuchsschwanz-Wiesen aus. In der Nähe zu den alten Beständen hatten sich aber aus ehemaligen Flutrasen neue Brenndolden-Wiesen entwickelt. An den Ufern der Gewässer waren die Brenndolden-Wiesen endgültig den Röhrichten und Riedern gewichen. Dafür trat hier das *Cnidio-Deschampsietum* jetzt in der eigentlichen Wirtschaftsfläche auf (siehe Abb. 2).

3.1.4. Vegetationskartierung 2003

2003 gab es einen vollständigen Wandel des Vegetationsaspektes. Hatten optisch im Frühjahr 1998 und 1999 die Straußampfer-Margeriten-Wiesen dominiert, so konnte 2003 im gesamten Gebiet nur eine blühende Margerite beobachtet werden. *Campanula patula, Galium verum* und *Lychnis flos-cuculi* waren weitgehend verschwunden; auch der Glatthafer war nicht wieder aufzufinden. Dort, wo noch Straußampfer-Margeriten-Wiesen auftraten, war der Aspekt nicht bunt, sondern nur von den roten Blütenständen des Strauß-Ampfers und von Gräsern geprägt. Dabei machten die Bestände einen recht wüchsigen Eindruck.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Vegetationstyp 1984	Zu- / Abnahme	Vegetation auf den selben Flächen 1999
Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* im Jahre 1984 (6,1 ha)	1,5 ha	*Ran. repens-Alop. pratensis*-Ges.
	1,5 ha	Röhrichte und Rieder
	0,8 ha	*Chrysanthemo-Rumicetum*
	0,3 ha	*Phalaridetum*
	0,3 ha	*Ranunculo-Alop. geniculati*
	0,1 ha	sonstige
	2,3 ha	Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* im Jahre 1999 (13,5 ha)
Ranunculo-Alop. geniculati	7,3 ha	
Cynosuro-Lolietum / Chrysanthemo-Rumicetum	3,7 ha	
sonstige	0,1 ha	

Abb. 4: Vegetationsveränderung auf den Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* zwischen 1984 und 1999.

Vegetationstyp 1999	Zu- / Abnahme	Vegetation auf den selben Flächen 2003
Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* im Jahre 1999 (13,5 ha)	1,9 ha	*Ran. repens-Alop. pratensis*-Ges.
	0,4 ha	*Phalaridetum*
	0,1 ha	*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*
	11,0 ha	Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* im Jahre 2003 (11,4 ha)
Phalaridetum	0,2 ha	
Chrysanthemo-Rumicetum	0,1 ha	

Abb. 5: Vegetationsveränderung auf den Flächen mit *Cnidio-Deschampsietum* zwischen 1999 und 2003.

Die Brenndolden-Wiesen sind von 1999 bis 2003 leicht zurückgegangen. Sie zeichneten sich Mitte Juni 2003 durch einen sehr schütteren Wuchs mit offenen Bodenflächen (5–10% Deckung) und Vegetationshöhen unter 50 Zentimetern aus. Im Gegensatz zu den beiden bisher besprochenen Vegetationsvergleichen war die Flächenkontinuität zwischen 1999 und 2003 relativ hoch (siehe Abb. 2 und 5). Kleinflächig konnten sowohl Bestandesausdehnungen als auch Reduzierungen beobachtet werden.
Nutznießerin des Rückganges von Brenndolden-, Straußampfer-Margeriten-, und Glatthafer-Wiesen ist die artenarme Wiesenfuchsschwanz-Wiese.

3.2. Ergebnisse der Dauerflächenkartierung

Von den sechs Dauerflächen können drei der Erstaufnahmen im Jahre 1998 dem *Cnidio-Deschampsietum* zugeordnet werden (Fläche 1–3; siehe Tab. 2). Die Fläche 4 lag in einem Knickfuchsschwanz-Flutrasen. Fläche 5 wurde 1998 und 1999 von *Phalaris arundinacea* dominiert. 2003 traten auch hier Flutrasen auf. Die Fläche 6 ist am höchsten gelegen. Sie befindet sich in einer Straußampfer-Margeriten-Wiese.

Zwischen 1998 und 1999 konnten keine signifikanten Veränderungen der Vegetationszusammensetzung festgestellt werden. Dieses galt, mit einzelnen Ausnahmen, auch für andere im Bereich der Elbtalaue eingerichtete Dauerflächen (FRANKE 2003).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 2: Vegetationsaufnahmen der Dauerflächen.

Spalte-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Probefläche		1			2			3			4			5			6	
Jahr der Aufnahme	98	99	03	98	99	03	98	99	03	98	99	03	98	99	03	98	99	03
Artenzahl	36	38	34	24	26	32	22	20	20	15	15	13	19	20	27	24	28	19
Artengruppe I																		
Rumex thyrsiflorus	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2b	2a
Poa angustifolia	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	2a
Veronica serpyllifolia	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+
Taraxacum officinale agg.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+
Trifolium dubium	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Erophila verna	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Achillea ptarmica	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Festuca pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2a	.
Rumex acetosa	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2a	.
Leucanthemum vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.
Anthoxanthum odoratum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Campanula patula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Ranunculus acris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Lychnis flos-cuculi	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.
Artengruppe II																		
Butomus umbellatus	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1	2b	.	.	+	r	.	.	.
Glyceria maxima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	+	1	+	.	.	.
Iris pseudacorus	.	.	.	+	+	+	+	.	+	+	+	.	+	1	+	.	.	.
Artengruppe III																		
Poa palustris	+	2a	2b	.	+	2a	2a	2b	2a	.	.	1	.	.	2a	.	.	.
Trifolium hybridum	.	.	2a	+	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	.	.	.
Polygonum amphibium	.	.	+	1	1	2b	.	.	.	2b	2b	3	+	1	2a	.	.	.
Galium palustre	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Artengruppe IV																		
Sonchus asper	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gnaphalium uliginosum	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.
Tripleurospermum perf.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Phragmito-Magnocaricetea																		
Phalaris arundinacea	2a	2a	2a	3	3	2b	+	.	2a	+	2a	1	5	4	2b	.	.	.
Carex acuta	.	+	.	.	+	+	1	+	+	1	2b	2a	+	+	2a	.	.	.
Lysimachia vulgaris	.	+	.	+	+	2a	.	.	.	+	+	2a	+	2a	2a	.	+	.
Myosotis laxa	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.
Alisma plantago-aquatica	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Sium latifolium	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rorippa amphibia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Potentillion anserinae																		
Alopecurus geniculatus	+	1	2b	1	2a	3	.	.	.	2b	2a	3	+	+	3	.	.	.
Agrostis stolonifera agg.	+	1	3	+	2a	2a	.	.	3	2b	2b	2a	+	+	+	3	2a	3
Elymus repens	2a	.	2a	1	+	+	2b	2a	2a	.	.	.	.	1	+	1	+	1
Rorippa sylvestris	+	+	2a	+	+	2a	+	.	+	.	+	1	+	+	2a	.	.	.
Plantago major	+	+	1	+	+	1	.	.	.	2a	+	1	+	.	2a	.	.	.
Rumex crispus	+	2a	2a	+	.	+	+	+	+	.	.	.	.	+	.	.	+	+
Eleocharis palustris	+	.	.	1	2a	1	1	.	.	1	2b	2a	.	+	2a	.	.	.
Carex vulpina	1	+	2a	1	+	+	2b	2b	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Potentilla reptans	+	.	2b	+	+	.	1	+	1	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Eleocharis uniglumis	.	+	1	.	2a	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rorippa x anceps	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.
Ranunculus flammula	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Molinietalia																		
Cnidium dubium	1	+	2a	+	+	2a	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mentha arvensis	+	+	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	.	.	+
Lathyrus palustris	+	+	2b	1	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus auricomus agg.	+	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+
Carex praecox	+	+	1	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myosotis scorpioides	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.
Gratiola officinalis	+	2a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba officinalis	+	+	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thalictrum flavum	+	1	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stellaria palustris	.	.	+	+	+	.	1	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Molinio-Arrhenatheretea																		
Ranunculus repens	2a	+	2b	2b	+	2a	2a	2a	2a	2a	+	2a	1	+	2a	+	+	2a
Poa trivialis	2b	2a	2a	2a	.	2a	+	2a	+	.	.	.	1	.	2a	+	2a	2a
Leontodon autumnalis	1	+	2b	+	.	1	2a	+	2a	.	.	+	.	.	.	+	+	2a
Alopecurus pratensis	2a	2b	2b	+	+	2b	2a	2b	3	.	.	.	.	.	.	1	2a	3
Lysimachia nummularia	+	+	1	.	.	1	+	+	2a	+	.	.	+	+	2a	.	.	.
Lathyrus pratensis	1	+	2a	.	.	2a	2a	+	2a	.	.	.	.	.	.	+	2a	2a
Cardamine pratensis	.	+	1	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	+	+	+	+	1
Trifolium repens	.	+	2a	.	+	2a	.	.	.	.	.	.	+	.	.	2a	+	2a
Cerastium holosteoides	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	2a
Begleiter																		
Poa annua	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Equisetum arvense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1

Außerden in Spalte 1: *Trifolium pratense* (2a), *Centaurea jacea* (+); in Spalte 2: *Glechoma hederacea* (+), *Inula brittannica* (+); in Spalte 3: *Vicia cracca* (2a); in Spalte 11: *Inula brittannica* (+), *Callitriche* spec. (+); in Spalte 14: *Callitriche* spec. (+); in Spalte 15: *Oenanthe aquatica* (+); in Spalte 16: *Calamagrostis epigejos* (1).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Dagegen kam es 2003 zu einigen grundlegenden Veränderungen. Es kristallisieren sich mehrere Artengruppen heraus, die zwischen 1999 und 2003 verschwunden oder neu hinzugekommen sind. Die Artengruppe I (Tab. 2), die sich überwiegend aus *Arrhenatheretalia*- und *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten zusammensetzt, ist auf der Fläche 1 ausgefallen. Eine ähnliche Tendenz ist auf Fläche 6 zu beobachten. Hier kommen zwar einige Arten der Gruppe I noch vor, dafür fehlen mit *Leucanthemum vulgare, Campanula patula, Lychnis flos-cuculi* und *Ranunculus acris* eben jene Arten, die den Blühaspekt der Straußampfer-Margeriten-Wiesen prägen.
Hinzu getreten bzw. an Deckung zugenommen haben in fast allen Aufnahmeflächen Arten des *Potentillion anserinae* (Artengruppe III). Auf Fläche 4 sind dafür Arten der die *Phragmito-Magnocaricetea* (Artengruppe II) ausgefallen. In den gleichen Kontext ist die Dominanzverschiebung von *Phalaris arundinacea* zu *Alopecurus geniculatus* auf den Flächen 2, 4 und 5 zu stellen.
Mit der Artengruppe IV sind Stör- und Ruderalisierungszeiger in mehreren Vegetationsaufnahmen neu hinzu gekommen.

Die Artenzahlen auf den Untersuchungsflächen wiesen keinen einheitlichen Veränderungstrend auf (siehe Tab. 2). In den Brenndolden-Wiesen kam es auf den Probeflächen sowohl zu Zunahmen als auch zu Abnahmen der Artenzahl. Das gleiche gilt für die beiden Flutrasen-Flächen. Die größte Veränderung der Artenzahl konnte im *Chrysanthemo-Rumicetum* mit einem Rückgang von 28 auf 19 Arten auf einer Fläche von 25 m² festgestellt werden. Hier schlägt sich der Rückgang der Artengruppe I nieder.

3.3. Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen sich so zusammenfassen:

- Trotz eines Tiefstandes im Jahre 1984 ist die Flächengröße der Brenndolden-Wiesen im Untersuchungsgebiet zwischen 1976 und 2003 in etwa gleich geblieben.
- Die Flächenkontinuität war hierbei äußerst gering.
- Zwischen 1976 und 1999 kam es zu einer Abnahme der Brenndolden-Wiesen entlang der Uferbereiche zu Gunsten von Röhrichten und Riedern; gleichzeitig dehnten sie sich auf die Kernbereiche der Wirtschaftsfläche aus und verdrängten hier die Flutrasen.
- Zwischen 1976 und 1999 nahmen (Feucht-)Weiden und Flutrasen ab; Wiesenfuchsschwanz-Wiesen und gemähte Rohrglanzgras-Bestände nahmen zu.
- Die Vegetationsveränderungen auf der Ebene der Pflanzengesellschaften ist nach dem Sommerhochwasser 2002 im Verhältnis zu den Vegetationsverschiebungen zwischen 1976 und 1999 eher gering.
- Zwischen 1999 und 2003 kam es zu einem Verlust bzw. Rückgang mesophiler Wiesen-Gesellschaften. Einher geht ein Rückgang einer Gruppe aus *Arrhenatheretalia*- und *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten auf den Dauerflächen.
- Zwischen 1999 und 2003 haben die Flutrasenarten zugenommen, z.T. haben Röhrichtarten abgenommen oder sind sogar ausgefallen.
- 2003 traten verhältnismäßig viele Ruderalisierungs- und Störstellenzeiger auf.

4. Diskussion

Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch für den Überflutungsbereich der Elbe ausgesprochen artenreiche Grünlandbestände aus. Die sonst im Elbvorland häufigen und großflächigen Quecken-Dominanzbestände mit *Elymus repens*-Deckung von mehr als 80% fehlen. Auch WALTHER (1976: 8) weist keine Quecken-Bestände aus. Da in der von ihm angegebenen Artenliste des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati Elymus repens* gleich als erste Art genannt wird, liegt jedoch die Annahme nahe, dass Quecken-Dominanzbestände hier subsummiert wurden. In vergleichbaren Arbeiten (WALTHER 1977) sind aber ebenfalls keine *Elymus repens*-Dominanzbestände zu finden, sondern nur Knickfuchsschwanz-Flutrasen mit *Elymus repens* in geringer Deckung. Auch HAASE (1984) erwähnt keine Queckenfluren. Ihre Vegetationstabelle des *Ranunculo-Alopecuretum geniculati* enthält aber

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

durchaus Aufnahmen, die zur *Elymus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft gestellt werden können (HAASE 1984: 31ff.). LEYER (2002: 143) weist darauf hin, dass *Elymus* vor allem dann zur Dominanz gelangt, wenn – häufig aufgrund von Naturschutzauflagen – extensiv beweidet wird und/oder der erste Nutzungszeitpunkt sehr spät im Jahr liegt. Dieses deckt sich mit den eigenen Beobachtungen. Die zweischürige Nutzung im Untersuchungsgebiet scheint hingegen für die Artenvielfalt förderlich zu sein.

Dass die Flächengröße der Brenndolden-Wiesen zwischen 1976 und 2003 mehr oder weniger konstant geblieben ist und nach 1984 sogar wieder bedeutend zugenommen hat, muss in diesem Zusammenhang deutlich hervorgehoben werden. In ähnlichen Vegetationsvergleichen konnte für andere Gebiete an der Elbe immer nur ein Verlust bzw. Rückgang der Brenndolden-Wiesen konstatiert werden (Pevestorfer Wiesen: EMPEN 1992; Taube Elbe: REDECKER unveröffentlichte Daten; Brackeder Deichvorland: REDECKER 2001a). Nach 1976 gingen im Untersuchungsgebiet vor allem an den Gewässerrändern Brenndolden-Wiesen verloren. Mit der Naturschutzgebietsausweisung im Jahre wurde ein ungenutzter Streifen an den Ufern vorgeschrieben (BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG 1985). Dementsprechend hat der Anteil der Röhrichte und Rieder in den letzten 20 Jahren deutlich zugenommen. Diese Tendenz wurde bereits von HAASE (1984: 1) beobachtet.
Zwischen 1976 und 1999 kam es andererseits auf der bewirtschafteten Fläche zu einer Zunahme von Brenndolden-Wiesen, aber auch von Wiesenfuchsschwanz-Wiesen und genutzten Rohrglanzgras-Röhrichten. Alle drei Phytozönosen sind an eine Schnittnutzung gebunden oder werden durch sie gefördert (REDECKER 2001a, LEYER 2002, FRANKE 2003). Dem gegenüber steht ein Rückgang der durch Beweidung begünstigten Gesellschaften.

Mindestens seit 1997 wird das Grünland des Gebietes fast ausschließlich als Mähwiese genutzt. Dass dieses früher anders war, belegen die Arbeiten von WALTHER (1976) und HAASE (1984). WALTHER beschreibt das Gebiet als überwiegend, bis in die direkte Uferzone hinein intensiv beweidet, HAASE empfiehlt als Pflege der Flächen eine Reduktion der Besatzdichten.
Wesentliche Teile der Vegetationsveränderungen zwischen 1976 (1984) und 1999 lassen sich durch eine Änderung der Nutzung (Aufgabe, Umstellung von Beweidung auf Mahd) erklären.

Die Auswirkungen des Sommerhochwassers auf den Anteil der einzelnen Pflanzengesellschaften am Grünland des Untersuchungsgebietes und auf die großräumige Verteilung der Phytozönosen fallen dahingegen nur gering aus. Andererseits belegen mehrere Arbeiten die hohe Bedeutung der Überflutungsdauer für die Vegetationszusammensetzung des Auengrünlandes (VAN DE RIJT et al. 1996, REDECKER 2001a, LEYER 2002). In der vorliegenden Untersuchung spiegelt sich dieses vor allem in kleinräumigen Verschiebungen im Vegetationsmosaik und bei der Veränderung der Artenzusammensetzung innerhalb der Pflanzengesellschaften wider. Besonders auffällig erscheint der Rückgang der Arten der Gruppe I (s. Tabelle 2). Bemerkenswert ist dabei, dass die Teilgruppe mit *Rumex thyrsiflorus* nur auf der tiefer gelegeneren Fläche ausgefallen ist, während die Teilgruppe mit *Festuca pratensis*, die auf der am höchsten gelegenen Fläche ausfiel, auf den anderen Flächen auch schon 1998 und 1999 fehlte.
BALÁTOVÁ-TULACKOVÁ (1968: 29f.) nennt für Stromtal-Wiesen in Südmähren und der Südslowakei mehrere Gruppen überflutungsempfindlicher Arten. Hierzu zählen von den zwischen 1999 und 2003 zurückgegangenen Arten *Poa angustifolia, Taraxacum officinale* agg., *Ranunculus acris, Festuca pratensis, Anthoxanthum odoratum* und *Rumex acetosa*. Auch die Auswertung der Feuchte-Zahlen nach ELLENBERG et al. (1992) deutet auf die Überschwemmung als Ursache für das Verschwinden der Arten hin. Bis auf *Carex praecox* sind alle Trockniszeiger und solche Arten zurückgegangen, die den Übergang zu den Frischezeigern markieren (F-Zahl 3 und 4).

Aus dem Rückgang überflutungsempfindlicher Arten resultiert in den Vegetationstypen der höheren Geländestufen ein deutlicher Artenschwund. In den Brenndolden-Wiesen und Flutrasen kommt diese Artengruppe nicht oder nur sehr begrenzt vor. Hier konnte zum Teil sogar eine Zunahme der Artenzahl festgestellt werden.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Zu recht ähnlichen Ergebnissen kommt BALÁTOVÁ-TULACKOVÁ (1968) bei der Auswertung von Hochwasserereignissen in südmährischen Auewiesen. Sie konnte eine Abnahme der Artmächtigkeit von *Molinio-Arrhenatheretea*-Arten feststellen. Flutrasen-Arten nahmen zu und *Molinietalia*-Arten blieben nach starken Hochwasserereignissen mehr oder weniger konstant.

Eine weitere Ursache für den Rückgang einiger Arten könnte in der eutrophierenden Wirkung des Überflutungswassers zu suchen sein. REDECKER (2001a) konnte nachweisen, dass die Stromtal-Wiesen an der Elbe durch das Angebot an Phosphor beeinfusst sind. Artenreiche Bestände sind vor allem auf Flächen mit einer verhältnismäßig schlechten P-Versorgung zu finden (REDECKER 2001a, LEYER 2002). Auch TALLOWIN et al. (1998) konnten in englischen Feuchtwiesen einen Zusammenhang zwischen dem P-Angebot und der Artenzahl feststellen. Sie postulieren eine Erhöhung der Biomasse und einen daraus resultierenden Rückgang der Artenzahl bei Erhöhung der Phosphor-Düngung.
Im Untersuchungsgebiet übernimmt die Elbe die Düngung. LEYER (2002: 99) konnte einen kontinuierlichen Phosphor-Nachschub über das Überschwemmungswasser belegen. Da während des Sommerhochwassers 2002 viele Kläranlagen entlang der Elbe überflutet wurden, dürfte es zu massiven P-Einträgen durch die Überflutungen gekommen sein. Letztlich lässt sich für die meisten Arten jedoch nicht klären, ob sie aufgrund der Überflutung an und für sich oder aufgrund der daraus resultierenden Aufdüngung verschwunden sind. Bemerkenswert bleibt jedoch, dass sich für die Brenndolden-Wiesen keine wesentliche Auswirkung einer möglichen Aufdüngung erkennen lässt.

Innerhalb der Brenndolden-Wiesen und des Flutrasen-Röhricht-Komplexes konnte eine Zunahme der *Potentillion*-Arten zu Ungunsten der *Phragmito-Magnocaricetea*-Arten festgestellt werden. Verschiedene Autoren berichten von einer engen Verzahnung von *Phalaris*-Beständen und Flutrasen in Talauen (BETTINGER 1994, FRANKE 2003). GOWING & SPOOR (1998) beschreiben kleinsträumige Veränderungen der Standortbedingungen. Nährstoffverfügbarkeit und Wasser-/Lufthaushalt variieren im Abstand weniger Dezimeter. Dadurch resultiert eine Durchdringung der Phytozoenosen, die sich bei wechselnden Überflutungen von Jahr zu Jahr auch in kleinräumigen Verschiebungen der Vegetationszonierungen äußern kann. Auch wenn sich dieses auf dem Kartierniveau 1:5.000 im Vergleich der Jahre 1999 und 2003 kaum widerspiegelt, so zeigen die Dauerflächen insbesondere auch mit der Verschiebung zwischen Flutrasen und Röhrichtarten diesen kleinräumigen Wechsel an. BALÁTOVÁ-TULACKOVÁ (1968: 377) stellt vor allem den Dominanzwechsel der Hauptbestandsbildner und die Veränderungen der Artmächtigkeit in den Vordergrund.

Für den Naturschutz ergibt sich aus der günstigen Entwicklung der Brenndolden-Wiesen zunächst eine positive Prognose. Vorausgesetzt, es sind artenreiche Ausgangsbestände vorhanden, so lässt sich durch eine Nutzungsänderung von Beweidung auf Mahd durchaus eine Ausdehnung artenreicher Stromtal-Wiesen erzielen. Auf der anderen Seite kann man bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten und bei der Vergabe von Pflegevereinbarungen im Überschwemmungsbereich nicht davon ausgehen, dass die Zielarten- und -gesellschaften, die heute auf der Fläche vorkommen, hier jedes Jahr ihre optimalen Standortbedingungen antreffen. Um der natürlichen Fluktuation der Vegetation genügend Raum zu geben, sollten Schutzgebiete großräumig ausgewiesen werden und Pflegemaßnahmen nicht nur auf artenreiche Bestände bezogen, sondern auch auf benachbarte Flächen ausgedehnt werden.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt dem Landwirt K. REINSTORF für die Erlaubnis, auf seinen Flächen Untersuchungen vorzunehmen. Herrn Ch. FRANKE möchte ich für die Überlassung seiner Dauerflächen-Daten danken. Frau M. SIEBER und Frau A. FRIEDEL danke ich für die Anregungen zu einer früheren Fassung dieses Artikels.

Die Arbeiten von REDECKER (2001a) und FRANKE (2003), die die Datengrundlage für die Beschreibung des Vegetationszustandes vor dem Hochwasser 2002 bildeten, entstanden im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens „Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft" FKZ 0399581.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Literatur

BALÁTOVÁ-TULACKOVÁ, E. (1965): Cnidion venosi, ein neuer Molinietalia-Verband (vorläufige Mitteilung). – Biologia 20: 294–295, Bratislava.
– (1967): Zur Dynamik der Artmächtigkeit innerhalb südmährischer Cnidion venosi-Auewiesen. – In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Ber. der Sympos. IVV. Gesellschaftsentwicklung. Syndynamik: 361–378, Vaduz.
– (1968): Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften (Vergleichende Studien der Wiesen aus Südmähren und der Südwest-Slowakei). – Acta Sci. Nat. Acad. Sci. Bohem. Slov. Brno NS.2 (2): 3–37, Brno.
BAW (Bundesanstalt für Wasserbau) (1999) Wasserspiegelberechnungen in der Unteren Mittelelbe (El-km 480 bis 568,69). – Unveröff. Gutachten, Berlin: 12 S.
BETTINGER, A. (1994): Standörtliche und vegetationskundliche Typisierung der Auwiesen im Saarland. – Shaker, Aachen: 181 S.
BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG (1985): Verordnung der Bezirksregierung Lüneburg über das Naturschutzgebiet „Deichvorland bei Bleckede mit Vitico" in der Stadt Bleckede, Landkreis Lüneburg. – Lüneburg: 7 S.
BURKART, M. (1998): Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer und syntaxonomischer Sicht. – Archiv naturwiss. Diss. 7. – Martina-Galunder-Verlag, Wiehl: 157 S.
DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). – Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt: 241 S.
ELLENBERG, H., DÜLL, R., WIRTH, V. WERNER, W. & PAULISSEN D. (1992): Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas. – 2. verb. u. erw. Aufl., Goltze, Göttingen: 258 S.
EMPEN, R. (1992): Ökologische Untersuchungen und Entwicklung von Pflegevorschlägen auf Feuchtgrünland im mittleren Elbetal. – Unveröff. Diplomarbeit, Policopy, Hamburg: 411 S.
FRANKE, Ch. (2003): Grünland an der unteren Mittelelbe. Vegetationsökologie und landwirtschaftliche Nutzbarkeit. – Diss. Bot. 370. J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 181 S.
GARVE, E. & LETSCHERT, D. (1991): Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. 1. Fassung vom 31. 12. 1990. – Naturschutz Landschaftspfl. Nieders. 24: 1–152, Hannover.
HAASE, R. (1984): Die Vegetation des Elbvorlandes zwischen Radegast und Bleckede a.d. Vierwerder. – Unveröff. Gutachten, Polycopy, Kiel: 21 S.
GOWING, D. J. & SPOOR, G. (1998): The effect of water table depth on the distribution of plant species on lowland wet grassland. – In: BAILEY, R.G., JOSE, P.V. & SHERWOOD, B.R. (Hrsg.): United Kingdom floodplains: 185–196, Westbury, Otley.
HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2001): The impact of flooding-regime on the soil seed bank of flood-meadows. – Journ. Veg. Sci. 12: 209–218, Uppsala.
HUNDT, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas I. Die Auewiesen an der Elbe, Saale, Mulde. – Nova Acta Leop. 20: 1–206, Leipzig.
LEYER, I. (2002): Auengrünland der Mittelelbe-Niederung. Vegetationskundliche und -ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altaue und dem Auenrand der Elbe. – Diss. Bot. 363, J. Cramer, Berlin, Stuttgart: 193 S.
REDECKER, B. (2001a): Schutzwürdigkeit und Schutzperspektive der Stromtal-Wiesen an der unteren Mittelelbe. Ein vegetationskundlicher Beitrag zur Leitbildentwicklung. – Archiv naturwiss. Diss. 13, Martina-Galunder-Verlag, Nümbrecht: 164 S.
– (2001b): Mögliche Ursachen für den Rückgang der Stromtal-Wiesen an der unteren Mittelelbe und daraus resultierende Pflegeempfehlungen. – Jahrb. Naturwiss. Ver. Lüneburg 42: 123–137, Lüneburg.
TALOWIN, J., KIRKHAM, F., SMITH, R. & MOUNTFORD, O. (1998): Residual effects of phosphorus fertilization on the restoration of floristic diversity to wet grassland. – In: JOYCE, C: B. & WADE, P.M. (Hrsg.) European wet grasslands: biodiversity, management and restoration: 249–263, John Wiley and sons: Chichester.
VAN DE RIJT, C.W.C.J., HAZELHOFF, C. & BLOM, C.W.P.M. (1996): Vegetation zonation in a former tidal area: A vegetation-type response model based on DCA and logistic regression using GIS. – Journ. Veg. Sci. 7 (4) : 505–518, Uppsala.
WALTHER, K. (1976): Die Vegetation des Elbvorlandes zwischen Barförde und Bleckede und des feuchten, deichnahen Binnenndeichgeländes. – Unveröff. Gutachten, Polycopy, Hamburg: 23 S.
– (1977): Die Flussniederung von Elbe und Seege bei Gartow (Kr. Lüchow-Dannenberg). – Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 20 (Suppl.): 1–123, Hamburg.

Dr. Bernd Redecker
Marcus-Heinemann-Straße 6a
21337 Lüneburg
b.redecker@web.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: NS_24

Autor(en)/Author(s): Redecker Bernd

Artikel/Article: Vegetationsveränderung eines Grünlandgebietes an der Elbe unter Berücksichtigung einer Nutzungsänderung zwischen 1976 und 1999 und der Auswirkung des extremen Sommerhochwassers 2002 265-276